第46卷 第6期
2023年6月

干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

Vol. 46 No. 6
Jun. 2023

自然光照和荫蔽条件下两种荒漠植物叶片凋落物分解特征研究

王嘉年[1,2,3,4]， 李向义[1,2,3,4]， 李成道[1,2,3]， 张爱林[1,2,3,4]， 林丽莎[1,2,3]

（1. 中国科学院新疆生态与地理研究所新疆荒漠植物根系生态与植被修复重点实验室，新疆 乌鲁木齐 830011；2. 中国科学院新疆生态与地理研究所荒漠与绿洲生态国家重点实验室，新疆 乌鲁木齐 830011；3. 新疆策勒荒漠草地生态系统国家野外科学观测研究站，新疆 策勒 848300；4. 中国科学院大学，北京 100049）

摘 要：塔克拉玛干沙漠南缘环境条件恶劣，土壤养分含量匮乏，植物群落结构和组成较简单，不同环境要素对凋落物分解的影响都存在复杂性和特殊性。为探究极端干旱区凋落物的分解特征，以塔克拉玛干沙漠南缘优势植物种骆驼刺（*Alhagi sparsifolia*）和花花柴（*Karelinia caspia*）的叶片凋落物为研究对象，利用凋落物分解袋法，研究在自然光照和遮光处理下两种荒漠植物叶片凋落物质量分解和碳（C）、氮（N）元素含量释放特征。结果表明：(1) 两种植物叶片凋落物的质量损失过程均符合指数衰减模型。(2) 经过9个月的分解，自然光照下骆驼刺和花花柴凋落物的失重率分别为39.81%和45.43%；遮光处理下两种凋落物的失重率分别为22.22%和20.06%，光照条件下凋落物的分解速率显著高于遮光条件（$P<0.05$）。(3) 在整个分解过程中，两种植物叶凋落物C含量呈释放状态，而其N含量呈现不同的释放状态，骆驼刺叶凋落物N含量呈现富集-释放-富集的状态，花花柴叶凋落物N含量呈现富集状态。综上所述，在极端干旱区，光辐射是影响凋落物分解的主要驱动因素。

关 键 词：极端干旱；质量损失；凋落物分解；光降解；养分释放

文章编号：1000-6060(2023)06-0949-09(0949~0957)

凋落物是植物生长发育过程中代谢产物的一种，对于土壤养分的补给起着至关重要的作用。凋落物能够改善土壤质地、提高土壤肥力以及调节微生物代谢等功能[1]，在干旱地区维持生态系统功能、物质循环和能量流动等方面具有重要作用[2]。在陆地生态系统中，凋落物的分解是碳（C）和氮（N）等元素循环和周转的重要进程[3]，它从植物中释放出各种元素并将其送回土壤，为植物的生长发育提供养分来源[4]。在许多研究中，凋落物分解常用气候因子（温度、降雨）或凋落物初始化学组成（C:N、木质素:N）等传统模型来预测其分解速率[5]。然而，在干旱、半干旱地区环境条件恶劣，植被群落结构组成简单，环境因子对凋落物分解的影响存在着复杂性和特殊性。相比较其他生态系统，在极端干旱地区，植被覆盖度低，凋落物大部分时间都暴露在高温和强光下，微生物活性较低，因此，凋落物质量损失更容易受到光降解的影响[6]。

近些年，有关于凋落物分解的研究大多集中在森林草地生态系统[4]，许多学者通过凋落物质量和环境因素对凋落物分解速率的影响做了比较全面的研究[7]，董学德等[8]对泰山森林生态系统中麻栎-刺槐混交林凋落物分解进行了研究，表明土壤微生物显著促进了凋落物的分解速率。凋落物的彻底降解与微生物密不可分，土壤微生物的种群和数量

收稿日期：2022-09-04； **修订日期：**2022-12-13
基金项目：国家自然科学基金项目（41877420，42171066）；中国科学院“西部之光”项目（2019-FPGGRC）资助
作者简介：王嘉年（1995-），男，硕士研究生，主要从事干旱区植物生理方面的研究. E-mail: wangjianian20@mails.ucas.ac.cn
通讯作者：李向义（1969-），男，研究员，主要从事植物适应性、植被恢复等研究工作. E-mail: Lixy@ms.xjb.ac.cn

受到凋落物组成成分的影响，而土壤微生物会促进凋落物的分解，两者之间互相影响[9-10]。但由于极端干旱地区的生态环境特殊，影响土壤微生物数量与活性及相关蛋白酶的因素有很多，现在还尚不明确，在该区域影响凋落物分解的因素也存在一定的不确定性[11]，因此，在极端干旱区影响凋落物分解的因素仍然存在不确定性和争议[12]。干旱和半干旱土地约占全球土地面积的1/3，是陆地生态系统的主要组成部分[13]。明确极端干旱区环境因子对凋落物分解的影响，对于准确预测这一地区植物碳的周转速率具有重要价值。

塔克拉玛干沙漠南缘为我国极端干旱区，生态环境脆弱、异质性强、日照时间长。李成道等[12]研究发现，在塔克拉玛干沙漠南缘，3种优势物种的凋落物分解主要受降雨的影响，而太阳辐射对凋落物分解的直接影响相对较小。这表明在极端干旱的环境中，水分是凋落物分解的主要限制因素。目前，有关极端干旱地区光降解对凋落物分解速率的研究相对较少。本研究以和田地区策勒绿洲外围荒漠-绿洲过渡带为研究区域，选取该区域骆驼刺(*Alhagi sparsifolia*)和花花柴(*Karelinia caspia*)两种优势物种为研究对象，研究在不同光照条件下凋落物的分解特征，通过对这两种植物凋落物在分解过程中的质量损失、C和N元素等其他养分含量的动态分析，探究极端干旱生境下凋落物分解过程中的转化特征，其研究结果对于该地区养分循环具有重要意义。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

本试验以和田地区策勒绿洲外围荒漠-绿洲过渡带为研究区域(35.30°~39.50°N，80.06°~82.18°E)，该试验区属于典型大陆性干旱气候，自然植被稀少，夏季酷热高温，年均降水量为35.1 mm，主要集中在夏季，全年干旱少雨，年均蒸发量高达2600 mm。常年最高气温41.9 ℃，最低气温-23.9 ℃，年均气温11.9 ℃，日照时间长，年均日照时数2697.5 h。该地区土壤以风沙土为主，保水能力差，沙化严重，有机质平均含量约为0.8%，全氮平均含量约为0.6%，pH为7~8。主要植被类型有骆驼刺、沙拐枣(*Calligonum mongolicum*)、花花柴等，植被覆盖度低[14]。

1.2 凋落物采集和试验设计

2018年秋季将大小为50 cm×50 cm的凋落物收集筐分别置于花花柴和骆驼刺植物冠层下，凋落物收集结束之后，将凋落物叶片以外的杂质去除并均匀混合，把筛除过的凋落物样品放在75 ℃烘箱中48 h烘干，从烘干样品中随机选取3组样品，用来测定凋落物的初始化学组成(表1)。

这两种植物的初始化学组成有显著差异，其中骆驼刺是豆科植物，花花柴是菊科植物。骆驼刺叶凋落物初始C、N含量和纤维素含量均高于花花柴($P<0.05$)，花花柴叶凋落物初始C:N、半纤维素和木质素含量显著高于骆驼刺($P<0.05$)，两种凋落物C组分均以纤维素为主(表1)。

凋落物分解试验采用分解网袋法，选择孔径为1 mm，长宽均为15 cm×15 cm的尼龙网袋作为凋落物分解袋，每个分解袋填装15 g凋落物，编号记录。当年11月将装有两种植物叶凋落物的分解网袋置于土壤表面，设置两种分解条件(自然光照、遮光)，使用遮光网模拟遮光条件，在分解实验的第6个月更换一次遮光网，防止遮光网老化。每种凋落物以6个分解网袋为1个取样单位，样方大小为2 m×2 m，样方间距为0.5 m，每种植物叶凋落物设置5个重复，共120袋凋落物，将凋落物网袋平铺在地表，网袋之间不重叠，用地钉固定，防止被风吹走。2019年3—8月，每月中旬进行取样，将凋落物表面的沙土去除并放入烘箱烘干至恒重，称重记录，试验结束之后对所有样品各项指标进行测定。

1.3 指标测定和计算方法

凋落物初始化学组成中全碳(TC)和全氮(TN)

表1 两种植物叶凋落物的初始化学组成(平均值±标准误)

Tab. 1 Initial chemical composition of leaf litter of two plants (mean±SE)

物种	C/g·kg⁻¹	N/g·kg⁻¹	C:N	纤维素/%	半纤维素/%	木质素/%
骆驼刺(*Alhagi sparsifolia*)	395.8±5.83a	15.4±0.18a	25.7±0.22b	28.1±0.7a	2.8±0.3b	10.7±0.3b
花花柴(*Karelinia caspia*)	340.6±6.89b	7.11±0.13b	48.0±1.13a	24.9±1.4a	14.3±1.9a	14.7±0.8a

注：同列不同字母表示差异显著($P<0.05$)。

分别采用总碳分析仪(Vario micro,德国)和凯氏定氮仪(Kjeltec-8400 type automatic azotometer,瑞典)进行测定,用纤维素测定仪(Fibertec 2010,美国)测定纤维素、半纤维素和木质素含量,凋落物有机物含量使用马弗炉测定。

凋落物质量残留率(M_c)和凋落物养分元素残留率(N_c),采用如下公式计算[15]:

$$M_c = \frac{M_t}{M_0} \times 100\% \tag{1}$$

$$N_c = \frac{N_t \times M_t}{N_0 \times M_0} \times 100\% \tag{2}$$

式中:N_0为凋落物养分元素初始含量(g·kg^{-1});M_0为凋落物初始干重(g);M_t为凋落物分解时间为t时凋落物质量(g);N_t为凋落物分解时间为t时凋落物养分元素的含量(g·kg^{-1})。

采用修正的Olson指数模型计算凋落物的分解速率(k)[16]、凋落物分解50%($T_{50\%}$)和95%($T_{95\%}$)时间[17]:

$$M_c = ae^{-kt} \tag{3}$$

$$T_{50\%} = -\ln(1-0.50)/k \tag{4}$$

$$T_{95\%} = -\ln(1-0.95)/k \tag{5}$$

式中:a为修正系数;k为分解速率(g·g^{-1}·a^{-1});t为分解时间(a)。

1.4 数据处理

用Excel 2019软件整理数据及计算,利用SPSS 25.0软件进行统计分析,使用单因素方差分析对不同光照处理下凋落物质量残留率和凋落物养分含量动态变化进行比较。此外,采用多因素方差分析对不同凋落物种类和不同光照处理下凋落物质量残留率变化进行显著性分析,使用Origin 2022软件进行绘图,图表中数据为平均值±标准误。

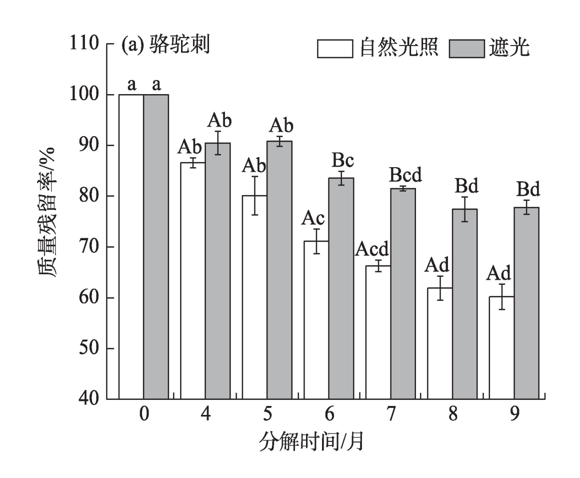
2 结果与分析

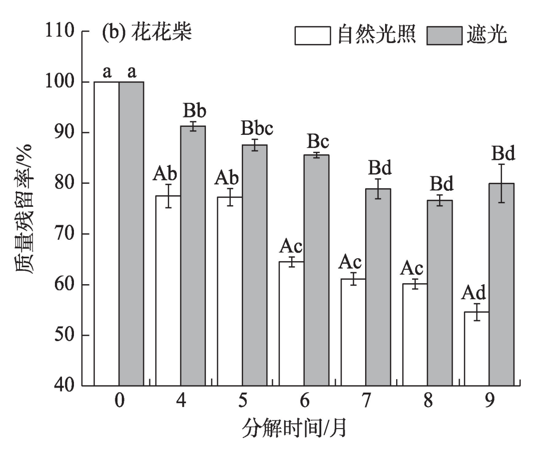
2.1 不同光照处理下凋落物质量残留率变化特征

在自然光照和遮光处理下,两种植物叶凋落物分解趋势大致相同(图1)。在整个凋落物分解过程中,骆驼刺和花花柴叶凋落物质量损失都表现为:自然光照>遮光处理。凋落物叶质量损失在前期较快,直至分解试验结束,骆驼刺在自然光照和遮光处理下凋落物质量残留分别为60.19%、77.78%;花花柴在自然光照和遮光处理下凋落物质量残留分别为54.57%、79.94%。不同光照处理下,骆驼刺凋落物质量残留率在前5个月没有差异,而在后期分解中具有显著差异(P<0.05)(图1a);花花柴凋落物在整个分解过程中其质量残留率具有显著差异(P<0.05)(图1b),两种植物凋落物在自然光照处理下的分解速率显著比遮光处理下要快,光照加速了凋落物的分解。

2.2 凋落物质量分解特征及影响因素统计分析

由表2得知,在不同光照处理下两种植物凋落物的分解速率均为自然光照>遮光处理。在自然光照条件下,两种植物凋落物分解速率最快,骆驼刺与花花柴的半分解时间分别为0.94 a和0.85 a,花花柴的分解速率更快。同种处理下,不同物种植物凋





注:分解时间0时为凋落物初始质量,不同大写字母表示同时间同物种不同处理间的差异达到显著水平(P<0.05);不同小写字母表示不同时间同物种同处理的差异达到显著水平(P<0.05)。下同。

图1 不同光照条件下两种荒漠植物凋落物质量残留率

Fig. 1 Residual rate of litter quality of two desert plants under different lighting conditions

表2 不同光照条件下两种植物凋落物Olson指数模型和分解速率

Tab. 2 Olson exponential model and decomposition rate of two plant litter under different light conditions

物种	处理	Olson指数模型	分解系数/g·g^{-1}·a^{-1}	决定系数	$T_{50\%}$/a	$T_{95\%}$/a
骆驼刺	自然光照	y=104.07e$^{-0.737t}$	0.737	0.8814	0.94	4.06
	遮光	y=101.47e$^{-0.367t}$	0.367	0.8460	1.89	8.16
花花柴	自然光照	y=101.34e$^{-0.818t}$	0.818	0.9436	0.85	3.66
	遮光	y=100.85e$^{-0.361t}$	0.361	0.7937	1.92	8.30

注:y为凋落物质量残留率(%);t为分解时间(a);$T_{50\%}$为凋落物分解50%所需要的时间;$T_{95\%}$为凋落物分解95%所需要的时间。

落物质量残留率差异极显著(P<0.01);凋落物质量残留率随分解的进行而减少,且具有极显著差异(P<0.01);物种和光照的交互作用对凋落物质量残留率的影响极显著(P<0.01),而三因素的交互作用对凋落物质量残留率并无显著影响(表3)。根据统计结果可知,骆驼刺和花花柴凋落物在自然光照处理下分解最快。

表3 不同因素对凋落物质量残留影响的方差分析

Tab. 3 Variance analysis of the influence of different factors on the mass residue of litters

因素	df	均方	F	P
修正模型	27	704.095	57.037	0.000
截距	1	705679.800	57165.793	0.000
S	1	154.637	12.527	0.001**
T	6	2121.226	171.836	0.000**
D	1	4637.232	375.653	0.000**
S×T	6	8.801	0.713	0.640
S×D	1	124.123	10.055	0.002**
T×D	6	199.757	16.182	0.000**
S×T×D	6	19.311	1.564	0.168
误差	84	12.340	-	-

注:S为物种;T为分解时间;D为不同光照处理;df为自由度;F为组间与组内的离差平方和与自由度的比值;P为显著性,*代表差异显著,**代表差异极显著。

2.3 凋落物分解过程中养分动态变化

在整个分解时期,骆驼刺和花花柴叶凋落物C残留率变化趋势大致相同(图2),两种植物凋落物C含量在自然光照条件下均呈直接释放的趋势,但是在遮光条件下出现了下降—上升的趋势,两种凋落物C含量在不同光照处理下具有显著差异(P<0.05),其凋落物C残留率均表现为遮光>自然光照;骆驼刺和花花柴叶凋落物在不同光照条件下均发生了不同程度的N累积现象,而遮光处理显著增加了两种凋落物的N残留率,在整个分解过程中,骆驼刺叶凋落物N含量呈现富集-释放-富集的波动,而花花柴叶凋落物N含量一直处于富集趋势。凋落物中C:N变化趋势与C元素相似。至分解结束,骆驼刺和花花柴叶凋落物在自然光照和遮光处理下的C含量分别损失分别为35.62%、19.52%和35.05%、12.34%。骆驼刺和花花柴叶凋落物在自然光照和遮光处理下的N含量分别增加0.42%、11.26%和24.29%、58.44%。统计结果分析显示,在不同分解时期,两种光照处理下骆驼刺和花花柴植物C、N含量差异显著(P<0.05),而花花柴凋落物C:N在两种光照处理下无差异。

3 讨论

3.1 不同光照对凋落物分解的影响

凋落物的分解周期是一个漫长的过程,其分解动态变化呈现明显的时段特点。在分解初期,凋落物分解速率较快,到了分解后期逐渐趋于平缓[18],本研究发现,骆驼刺和花花柴叶凋落物质量损失主要集中在前7个月,分解后期,其质量损失速率逐渐趋于平缓,这与范琳杰等[14]对极端干旱区花花柴和胡杨凋落物分解的研究结果相一致。有研究表明,凋落物分解前期主要与非生物因素(如物理破碎、淋溶等)有关,凋落物中的水溶性化合物先分解,在分解过程中,像木质素等难以分解的物质慢慢累积,导致凋落物分解速率逐渐减缓,此时,凋落物的分解主要由生物因素主导[19-21],这与我们研究中的结果一致。相关研究发现,在干旱半干旱草地生态系统中,暴露于太阳光下的凋落物分解速率普遍加快[22]。Austin等[23]通过灭菌试验发现,光照条件下凋落物的分解速率是35%~40%,而在黑暗条件下的分解速率只有15%。Kochy等[24]对白杨林和混交草

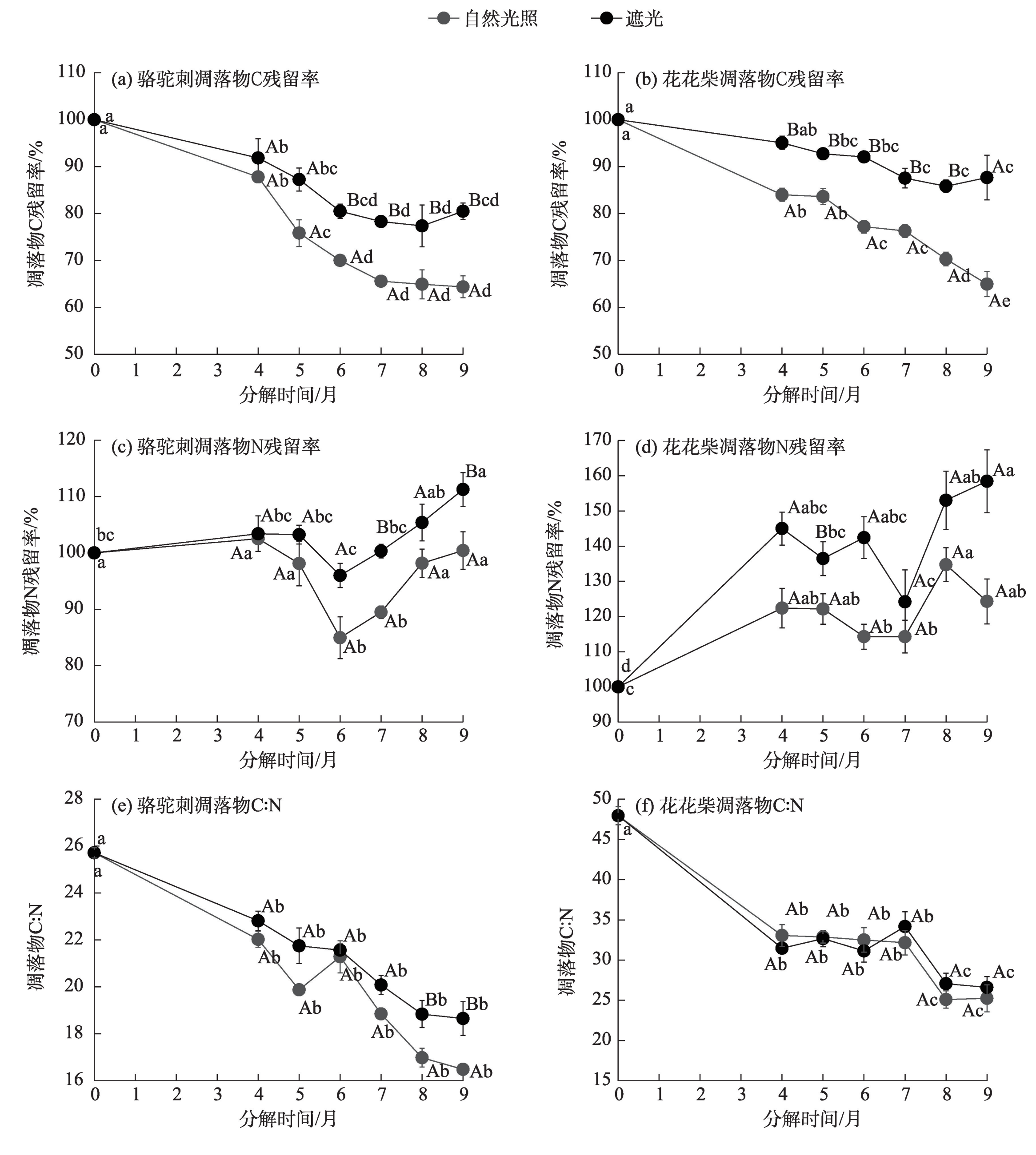


图2　不同光照条件下两种荒漠植物凋落物的C、N含量及C:N的动态变化

Fig. 2　Dynamic changes in carbon, nitrogen content and carbon nitrogen ratio of two desert plant litters under different lighting conditions

地比较发现，遮荫显著降低了草地群落的凋落物分解速率。本研究发现，在极端干旱生态系统中，自然光照处理下凋落物的分解速率显著快于遮光处理（图1），且由回归分析结果来看（表3），遮光处理下骆驼刺和花花柴植物叶凋落物分解达到95%所需时间明显慢于自然光照处理。可见，光降解在推动极端干旱区凋落物分解方面起着关键作用。

3.2　凋落物基质组成对不同光照分解的响应

凋落物基质组成，主要包括凋落物C、N、纤维素和木质素含量等多种指标，是影响凋落物分解速率的主要因素之一，凋落物的初始化学组成可以很好地预测凋落物的分解[25]。一般来说，凋落物中N含量越低、其C:N越高，凋落物分解速率越慢[26–28]，相反，凋落物中N含量高，可以促进微生物活性，从而加快凋落物的分解[29–30]。在本研究中，花花柴叶凋落物的初始N养分含量显著低于骆驼刺，其C:N显著高于骆驼刺；但在自然光照条件下，骆驼刺凋落物的质量损失反而明显小于花花柴，造成这一结果

的原因可能是凋落物中的木质素可以被高紫外线辐射降解，而凋落物中的木质素含量越高，其质量损失越快[31]。本研究还发现，花花柴的木质素含量高于骆驼刺。有关木质素光降解的研究也表明，光降解会优先降解凋落物中的木质素，而木质素对光具有吸收作用，从而导致凋落物质量损失增加[32]。

相关研究认为，微生物的活性和数量往往与凋落物初始C:N成反比，其C:N越低，分解速率越高[25]。在本研究发现，骆驼刺的C:N显著低于花花柴，骆驼刺凋落物的质量损失在遮光条件下显著大于花花柴，这与前人研究的一致[33]。可能是遮光显著减少了太阳光对地面的辐射，相比较自然光照，对土壤微生物数量和活性的影响不大，而骆驼刺较低的C:N促进了微生物的数量和活性，加快了其质量损失。但本研究没有进行微生物的检测，无法判断遮光是否对微生物有直接的影响。因此，在极端干旱区，由于凋落物长期暴露在太阳光下，其质量损失可能受木质素含量的影响更大，需要进行更为深入的研究和探讨。

3.3 不同光照下凋落物养分含量的变化

凋落物释放养分有3种模式，分别是淋溶-富集-释放、富集-释放和直接释放[34]。C是构成植物凋落物有机质的主要组成元素，在凋落物分解过程中，只有20%的碳留存在土壤有机质中[35]，因此，凋落物分解过程中C的释放速度将会影响全球生态系统碳平衡[36]，而C元素在凋落物分解过程中并不总是被释放出来，其与凋落物自身特性、所在环境以及分解时间有关[37]。研究发现，两种植物凋落物C元素含量在自然光照下均呈现直接释放的趋势，这一研究结果表明，极端干旱区由于植被覆盖度低，自然光照处理下凋落物长期暴露在更强的太阳辐射下，光降解有可能增加了地面上凋落物的周转量，促进了C元素的释放，这与Berenstecher等[38]发现在干旱半干旱生态系统中，光降解是C周转的主要驱动因素的研究结果一致。但在遮光处理下，两种植物凋落物C元素含量出现了下降—上升趋势，其原因可能是凋落物分解前期，在淋溶作用下其质量迅速损失，随着淋溶作用减弱，其C元素含量增加，从而出现了富集的现象[39]。这表明光降解可能是包括温带森林在内的陆地生态系统碳周转的主要贡献者[40]。

荒漠生态系统中的土壤养分贫乏，其主要来源于凋落物的分解。在以微生物为主导的凋落物分解过程中，一个显著特征是N元素的累积[41]。Spohn等[42]研究发现，在凋落物分解356 d后，松树凋落物中的N含量增加了30%。凋落物N元素出现累积现象的原因可能是净N固持与释放和凋落物的初始N含量有关，凋落物初始N含量较低时，说明其自身N含量难以满足微生物的分解需求，这时微生物就会从环境中汲取N元素进而转化为自身的生物量或胞外酶，从而导致N元素的富集[5,43]。然而，在光辐射较强的干旱草地生态系统中，氧化酶活性因为受到抑制，微生物活性和数量相对较少，对凋落物分解的影响甚微，光降解是影响凋落物分解速率的主要因素，因此在凋落物分解过程中，其N含量的变化与微生物之间关系不大[44]。在本研究中，骆驼刺凋落物N含量在两种光照条件下均呈现富集-释放-富集的趋势，而花花柴凋落物N含量在两种光照条件下均出现了富集现象。那么在极端干旱区，引起凋落物N含量变化的原因可能是其他非生物因素，如风化、淋溶、光辐射等，这些因子可能加快了凋落物的质量损失，剩余难分解物质中N含量迅速升高[14]，从而出现了N养分固持的现象。极端干旱区植被覆盖度低，其种群组成和群落结构简单，光照时间长，太阳辐射强，空气湿度低，各环境因素对凋落物分解的影响存在着复杂性和特殊性，极端干旱区凋落物中N养分含量出现固持的原因还有待更深入的研究。

4 结 论

（1）遮光处理下，骆驼刺和花花柴凋落物的质量残留率显著高于自然光照处理，这两种植物凋落物在自然光照处理下的分解速率更快。

（2）在不同光照处理下，骆驼刺和花花柴凋落物C残留率的变化趋势基本一致，而N元素则呈现不同的释放状态。其中骆驼刺凋落物的N元素呈现富集-释放-富集状态，而花花柴凋落物的N元素则呈现富集状态。

（3）自然光照处理下，两种植物凋落物在整个分解过程中的质量损失存在显著差异，且光照能够加快凋落物的分解。因此，光辐射是极端干旱区凋落物分解的主要影响因素。

参考文献（References）

[1] 陈立新, 陈祥伟, 段文标. 落叶松人工林凋落物与土壤肥力变化

的研究[J]. 应用生态学报, 1998, 9(6): 581-586. [Chen Lixin, Chen Xiangwei, Duan Wenbiao. Study on the changes of litter and soil fertility in larch plantation[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1998, 9(6): 581-586.]

[2] 曾加芹. 森林凋落物研究开展[J]. 防护林科技, 2017(增刊1): 80-83. [Zeng Jiaqin. Advances in forest litter research[J]. Protection Forest Science and Technology, 2017(Suppl. 1): 80-83.]

[3] Swift M J, Heal O W, Anderson J M. Decomposition in terrestrial ecosystems[J]. Studies in Ecology, 1979, 5(14): 2772-2774.

[4] 贾丙瑞. 凋落物分解及其影响机制[J]. 植物生态学报, 2019, 43(8): 648-657. [Jia Bingrui. Litter decomposition and its underlying mechanisms[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2019, 43(8): 648-657.]

[5] Parton W, Silver W L, Burke I C, et al. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition[J]. Science, 2007, 315: 361-364.

[6] Throop H L, Archer S R. Resolving the dryland decomposition conundrum: Some new perspectives on potential drivers[J]. Progress in Botany, 2009, 70: 171-194.

[7] 闫鹏飞, 展鹏飞, 肖德荣, 等. 模拟增温及分解界面对茭草凋落物分解速率及叶际微生物结构和功能的影响[J]. 植物生态学报, 2019, 43(2): 107-118. [Yan Pengfei, Zhan Pengfei, Xiao Derong, et al. Effects of simulated warming and decomposition interface on the litter decomposition rate of *Zizania latifolia* and its phyllospheric microbial community structure and function[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2019, 43(2): 107-118.]

[8] 董学德, 高鹏, 李腾, 等. 土壤微生物群落对麻栎-刺槐混交林凋落物分解的影响[J]. 生态学报, 2021, 41(6): 2315-2325. [Dong Xuede, Gao Peng, Li Teng, et al. Effects of soil microbial community on the litter decomposition in mixed *Quercus acutissima* Carruth. and *Robinia pseudoacacia* L. forest[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(6): 2315-2325.]

[9] 王小平, 杨雪, 杨楠, 等. 凋落物多样性及组成对凋落物分解和土壤微生物群落的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(17): 6264-6272. [Wang Xiaoping, Yang Xue, Yang Nan, et al. Effects of litter diversity and composition on litter decomposition characteristics and soil microbial community[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(17): 6264-6272.]

[10] Kwabiah A B, Voroney R P, Palm C A, et al. Inorganic fertilizer enrichment of soil: Effect on decomposition of plant litter under subhumid tropical conditions[J]. Biology and Fertility of Soils, 1999, 30: 224-231.

[11] 王新源, 赵学勇, 李玉霖, 等. 环境因素对干旱半干旱区凋落物分解的影响研究进展[J]. 应用生态学报, 2013, 24(11): 3300-3310. [Wang Xinyuan, Zhao Xueyong, Li Yulin, et al. Effects of environmental factors on litter decomposition in arid and semi-arid regions: A review[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013, 24(11): 3300-3310.]

[12] 李成道, 李向义, Henry J Sun, 等. 极端干旱区花花柴(*Karelinia caspia*)、骆驼刺(*Alhagi sparsifolia*)和胡杨(*Populus euphratica*)叶片凋落物分解特征[J]. 中国沙漠, 2019, 39(2): 196-204. [Li Chengdao, Li Xiangyi, Henry J Sun, et al. Decomposition of *Karelinia caspia*, *Alhagi sparsifolia* and *Populus euphratica* in extremely arid areas[J]. Journal of Desert Research, 2019, 39(2): 196-204.]

[13] 张力斌, 何明珠, 张克存, 等. 干旱风沙区植被重建初期对土壤微生物群落结构的影响[J]. 干旱区地理, 2022, 45(6): 1916-1926. [Zhang Libin, He Mingzhu, Zhang Kecun, et al. Effect of preliminary vegetation reconstruction on soil microorganism community structure in arid desert area[J]. Arid Land Geography, 2022, 45(6): 1916-1926.]

[14] 范琳杰, 李向义, 李成道, 等. 极端干旱区花花柴(*Karelinia caspia*)和胡杨(*Populus euphratica*)叶凋落物分解和养分释放特征[J]. 干旱区研究, 2021, 38(2): 479-486. [Fan Linjie, Li Xiangyi, Li Chengdao, et al. Decomposition and nutrient release characteristics of *Karelinia caspia* and *Populus euphratica* leaf litters in extreme arid regions[J]. Arid Zone Research, 2021, 38(2): 479-486.]

[15] 涂利华, 胡红玲, 胡庭兴, 等. 华西雨屏区亮叶桦凋落叶分解对模拟氮沉降的响应[J]. 植物生态学报, 2012, 36(2): 99-108. [Tu Lihua, Hu Hongling, Hu Tingxing, et al. Response of *Betula luminifera* leaf litter decomposition to simulated nitrogen deposition in the rainy of China[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2012, 36(2): 99-108.]

[16] Li K L, Li H Y, Huangfu C H, et al. Species-specific effects of leaf litter on seedling emergence and growth of the invasive *Flaveria bidentis* and its co-occurring native species: Common garden test[J]. Plant Ecology, 2016, 217(12): 1-9.

[17] 铁烈华, 符饶, 张仕斌, 等. 模拟氮、硫沉降对华西雨屏区常绿阔叶林凋落叶分解速率的影响[J]. 应用生态学报, 2018, 29(7): 2243-2250. [Tie Liehua, Fu Rao, Zhang Shibin, et al. Effects of simulated nitrogen and sulfur deposition on litter decomposition rate in an evergreen broad-leaved forest in the rainy area of western China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(7): 2243-2250.]

[18] McClaugherty C A, Aber J D, Melillo J M. Decomposition dynamics of fine roots in forested ecosystems[J]. Oikos, 1984, 42: 378-386.

[19] 郭剑芬, 杨玉盛, 陈光水, 等. 森林凋落物分解研究进展[J]. 林业科学, 2006, 42(4): 93-100. [Guo Jianfen, Yang Yusheng, Chen Guangshui, et al. Advances in the decomposition of forest litter[J]. Scientia Silvae Sinicae, 2006, 42(4): 93-100.]

[20] Song P, Zhang N L, Ma K P, et al. Impacts of global warming on litter decomposition[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(6): 1327-1339.

[21] 谌贤, 刘洋, 唐实玉, 等. 川西亚高山森林凋落物不同分解阶段基质质量特征[J]. 西北植物学报, 2017, 37(3): 586-594. [Chen Xian, Liu Yang, Tang Shiyu, et al. Characteristics of substrate quality variation at different litter decomposition stages in subal-

pine forest of western Sichuan[J]. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 2017, 37(3): 586–594.]
[22] Brandt L A, King J Y, Milchunas D G. Effects of ultraviolet radiation on litter decomposition depend on precipitation and litter chemistry in a shortgrass steppe ecosystem[J]. Global Change Biology, 2007, 13: 2193–2205.
[23] Austin A T, Lucía V. Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation[J]. Nature, 2006, 442: 555–558.
[24] Kochy M, Wilson S D. Litter decomposition and nitrogen dynamics in aspen forest and mixed-grass prairie[J]. Ecology, 1997, 78: 732–739.
[25] Taylor B R, Dennis P. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: A microcosm test[J]. Ecology, 1989, 70(1): 97–104.
[26] Bohlen P J, Parmelee R W, Mccartney D A, et al. Earthworm effects on carbon and nitrogen dynamics of surface litter in corn agroecosystems[J]. Ecological Applications, 1997, 7(4): 1341–1349.
[27] Moore T R, Trofymow J A, Taylor B, et al. Litter decomposition rates in Canadian forests[J]. Global Change Biology, 1999, 5(1): 75–82.
[28] Bray S R, Kitajima K, Mack M C. Temporal dynamics of microbial communities on decomposing leaf litter of 10 plant species in relation to decomposition rate[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 49: 30–37.
[29] 章志琴, 林开敏, 邹双全, 等. 不同调控措施对杉木枯落物分解的影响[J]. 浙江林学院学报, 2006, 23(1): 65–69. [Zhang Zhiqin, Lin Kaimin, Zou Shuangquan, et al. Decomposition of *Cunninghamia lanceolata* litter with different control measures[J]. Journal of Zhejiang Forestry College, 2006, 23(1): 65–69.]
[30] Sylvain C, Jean W, Olaf B, et al. Litter composition rather than plant presence affects decomposition of tropical litter mixtures[J]. Plant and Soil, 2011, 343(1/2): 273–286.
[31] He M, Zhao R D, Tian Q X, et al. Predominant effects of litter chemistry on lignin degradation in the early stage of leaf litter decomposition[J]. Plant Soil, 2019, 442: 453–469.
[32] Day T A, Zhang E T, Ruhland C T. Exposure to solar UV-B radiation accelerates mass and lignin loss of *Larrea tridentata* litter in the Sonoran Desert[J]. Plant Ecology, 2007, 193: 185–194.
[33] Berg Björn. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils[J]. Forest Ecology and Management, 2000, 133(1): 13–22.
[34] 杨万勤, 邓仁菊, 张健. 森林凋落物分解及其对全球气候变化的响应[J]. 应用生态学报, 2007, 18(12): 2889–2895. [Yang Wanqin, Deng Renju, Zhang Jian. Forest litter decomposition and its responses to global climate change[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, 18(12): 2889–2895.]
[35] Ngao J, Epron D, Brechet C, et al. Estimating the contribution of leaf litter decomposition to soil CO_2 efflux in a beech forest using ^{13}C-depleted litter[J]. Global Change Biology, 2005, 11: 1768–1776.
[36] Raich J W, Schlesinger W H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate[J]. Tellus, 1992, 44(2): 81–99.
[37] Berg B, Staaf H. Leaching, accumulation and release of nitrogen in decomposing forest litter[J]. Ecological Bulletins, 1981, 33: 163–173.
[38] Berenstecher P, Vivanco L, Pérez L I, et al. Sunlight doubles aboveground carbon loss in a seasonally dry woodland in Patagonia [J]. Current Biology, 2020, 30(16): 3243–3251.
[39] Wu Z D, Wang Y X, Cai Z F, et al. Amount and decomposition characteristics of litters in citrus orchard in Fuzhou, China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2010, 26(3): 231–234.
[40] Wang Q W, Pieristè M, Liu C G, et al. The contribution of photodegradation to litter decomposition in a temperate forest gap and understorey[J]. New Phytologist, 2021, 229: 2625–2636.
[41] 周丽, 李彦, 唐立松, 等. 光降解在凋落物分解中的作用[J]. 生态学杂志, 2011, 30(9): 2045–2052. [Zhou Li, Li Yan, Tang Lisong, et al. Roles of photodegradation in litter decomposition[J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(9): 2045–2052.]
[42] Spohn M, Berg B. Import and release of nutrients during the first five years of plant litter decomposition[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2023, 176: 108878, doi: 10.1016/j.soilbio.2022.108878.
[43] Frey S, Elliott E, Paustian K, et al. Fungal translocation as a mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32(5): 689–698.
[44] Gallo M E, Sinsabaugh R L, Cabaniss S E. The role of ultraviolet radiation in litter decomposition in arid ecosystems[J]. Applied Soil Ecology, 2006, 34: 82–91.

Decomposition characteristics of two desert plant leaf under natural light and shade environment

WANG Jianian[1,2,3,4], LI Xiangyi[1,2,3,4], LI Chengdao[1,2,3],
ZHANG Ailin[1,2,3,4], LIN Lisha[1,2,3]

(1. Xinjiang Key Laboratory of Desert Plant Roots Ecology and Vegetation Restoration, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, Xinjiang, China; 2. State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, Xinjiang, China; 3. Cele National Field Research Station for Desert Steppe Ecosystems, Qira 848300, Xinjiang, China;
4. University of Chinese Academy of Science, Beijing 100049, China)

Abstract: In the southern edge of the Taklimakan Desert, the environmental conditions are harsh, the soil nutrient content is deficient, the plant community structure and composition are relatively simple. The impact of various environmental factors on litter decomposition is complex and specific. To explore the decomposition characteristics of litter in extremely arid areas, we conducted a study using litter decomposition bags to analyze the leaf litter of two dominant desert plant species, *Alhagi sparsifolia* and *Karelinia caspia*, under natural light and shade treatments. We investigated the mass loss and release characteristics of carbon (C) and nitrogen (N) in leaf litter. The results were as follows: (1) The mass loss process of both plant litter samples followed an exponential decay model. (2) After nine months of decomposition, the mass loss rates of the *Alhagi sparsifolia* and *Karelinia caspia* leaf litter samples were 39.81%, 45.43%, 22.22%, and 20.06% under natural light and shade treatments, respectively. The decomposition rate of litter under light conditions was significantly higher than that under shade conditions ($P<0.05$). (3) Throughout the decomposition process, the C content of both plant litter samples was in a state of release, whereas the N content exhibited different release states. The N content of *Alhagi sparsifolia* leaf litter exhibited an enrichment-release-enrichment state, whereas that of *Karelinia caspia* leaf litter exhibited an enrichment state. In conclusion, our study suggests that light radiation is the primary driving factor affecting litter decomposition in extremely arid areas.

Key words: extreme drought; mass loss; litters decomposition; photodegradation; nutrient release